第39卷 第1期
2022年1月

干 旱 区 研 究
ARID ZONE RESEARCH

Vol. 39 No. 1
Jan. 2022

# 水分对尕海湿地退化演替土壤氮矿化的影响

宋良翠， 马维伟， 李 广， 龙永春， 常文华

（甘肃农业大学林学院，甘肃 兰州 730070）

**摘 要**：水分是湿地土壤氮矿化过程的主要调控因子，对于湿地土壤中氮素循环过程具有重要作用。以甘南尕海湿地为研究对象，设置4个退化程度（未退化UD、轻度退化LD、中度退化MD和重度退化HD）和4个田间持水量（20% FC、40% FC、60% FC和80% FC），通过室内49 d的好气培养，测定各处理条件下湿地土壤在0~10 cm土层的土壤氮矿化特征。结果表明：（1）在各水分条件下，随着培养时间的延长，4种退化程度土壤氨化速率、硝化速率和净氮矿化速率均呈先增大后减小的趋势。（2）土壤净氮矿化量均值随水分的增加先增大后减小，60% FC条件下，各退化程度土壤净氮矿化量均值变化范围为34.91~44.94 mg·kg$^{-1}$，较20% FC、40% FC和80% FC分别高出22.31~30.29 mg·kg$^{-1}$、10.91~19.84 mg·kg$^{-1}$、8.57~19.50 mg·kg$^{-1}$。（3）土壤净氮矿化量均值和净氮矿化速率均随湿地退化程度的增加而减小。适宜水分有利于土壤氮矿化，而水分过高不利于土壤氮矿化；同时，湿地退化降低了土壤氮矿化。

**关键词**：氮矿化；土壤含水量；尕海湿地；水分；退化程度

氮在植物生长中具有重要作用，是植物生长所需要的元素之一，也是植物吸收合成蛋白质、核酸等物质的基本元素之一[1]。湿地土壤中95%以上氮素需要经过微生物的矿化作用将其转化为$NH_4^+$-N和$NO_3^-$-N形式的有效氮供植物吸收利用[2-3]。因此，研究湿地土壤氮素矿化作用对于理解湿地植物氮素利用和土壤肥力提高有重要意义。

土壤氮矿化过程受土地利用变化、土壤温度、水分、放牧干扰等诸多因素的影响。已有很多学者针对放牧活动开展了一些草地土壤氮化方面的研究，如Xu等[4]在内蒙古中部地区草原的研究认为，放牧可以提高土壤净氮矿化速率，有利于土壤氮转化过程；而杨小红等[5]在内蒙古锡林河流域草原的研究发现，放牧会降低矿质氮的含量，抑制土壤氮矿化过程。因此，不同放牧强度对草地土壤的氮矿化影响存在一定差异。放牧过程中动物践踏、翻拱扰动会不同程度的影响湿地植被[6]、土壤的理化性质[7]及碳氮空间分布规律[8]，进而对湿地土壤氮矿化过程产生影响[9]。水分是影响土壤氮矿化过程的关键因素，土壤水分的有效性能够调控微生物的数量和活性，对土壤矿化过程产生显著影响[10]。田冬等[11]对西南地区紫色土的研究发现，室内恒温培养下土壤累积矿化氮量和净矿化速率随土壤水分含量的增加而逐渐增大；Stanford等[12]研究也指出，在一定土壤水分条件内，氮矿化与土壤水分呈显著正相关，而超过一定的土壤含水量则不利于土壤氮矿化。同时，对于湿地土壤氮矿化对水分的响应研究较少，尤其关于湿地退化过程中土壤氮矿化对水分的响应鲜有报道。可见，水分和放牧强度对土壤氮矿化结果均有重要影响，但目前大多学者的研究没有综合考虑水分和放牧强度的影响，且研究相对较少。因此，研究水分和放牧强度共同作用下土壤氮矿化过程具有重要意义。

位于青藏高原东南缘的尕海湿地，是青藏高原湿地的重要组成部分，也是受人类活动影响最严重的区域之一。近年来，受过度放牧和湿地排水等的影响，尕海湿地退化严重，目前对此区域的研究主要集中在生物多样性、土壤有机碳、温室气体等方面[13-14]，对湿地退化过程中土壤氮矿化的室内模拟研究未见报道。与此同时，国内外对土壤氮矿化的

**收稿日期**：2021-04-28； **修订日期**：2021-06-01

**基金项目**：国家自然科学基金项目（31860143）；甘肃省教育厅青年博士基金项目（2021QB-024）；甘肃农业大学青年导师基金资助项目（GAU-QDFC-2021-11）；甘肃省教育厅产业支撑计划项目（2021CYZC-15）；甘肃省财政专项（GSCZZ-20160909）

**作者简介**：宋良翠（1993-），女，硕士研究生，主要从事水土保持研究. E-mail: 2365096162@qq.com

**通讯作者**：马维伟. E-mail: maww@gsau.edu.cn

研究主要集中在农田[15-16]、森林[17-18]、草原[19-20]和太湖湖滨带湿地[21]，而对高寒湿地不同退化程度土壤氮矿化对水分变化响应的研究相对较少。为此，本研究通过室内水分控制实验，以尕海湿地不同退化程度沼泽化草甸土壤为研究对象，在恒温培养下，水分变化对不同退化程度高寒湿地土壤氮矿化过程的影响，以期为高寒湿地退化区域根据其水分条件和土壤特点进行合理恢复，以及为该地区通过优化水分管理措施来调控土壤氮素转化过程提供理论依据。

## 1　材料与方法

### 1.1　供试土壤

供试土壤于2020年5月（非生长季）在尕海沼泽化草甸区（33°58′~34°32′N，102°09′~102°46′E）采集，该区年平均气温1.2 ℃，最热月份在7月（平均为12.4 ℃），最冷月份为1月（平均为-9.1 ℃），年降水量781.8 m，降水年内分布不均，主要集中在7—9月，年蒸发量1150.5 mm。供试的4种退化程度的土样分别采集于未退化（UD）、轻度退化（LD）、中度退化（MD）及重度退化（HD）样地，样地详细情况见表1[22]。采用“蛇”形7点法用土钻采集0 ~ 10 cm土层土样，混合均匀后组成1个土样，去掉植物残根和石块。将采集样品用保鲜袋装好带回实验室自然风干，磨碎后过2 mm筛，每个混合土样重复3次，用以测定土壤氮矿化量。样地基本情况见表1[22]，土壤的基本理化性质见表2[23]。

### 1.2　试验设计

采用室内恒温培养法测定不同水分条件下湿地土壤氮矿化特征[21]，设置4个湿地退化程度（未退化，轻度退化，中度退化，重度退化），对各退化程度表层（0~10 cm土层）土样进行采集，根据湿地退化过程中的田间持水量变化（表3），设置4个田间持水量（20% FC、40% FC、60% FC和80% FC），共16个组合处理，每个处理3次重复，共48个土样，将土样置于25 ℃的恒温培养箱中培养。具体实验过程如下：称取过2 mm筛的风干土100 g，放入300 mL的塑料烧杯中，根据各湿地退化程度的田间持水量，用蒸馏水调节水分含量到实验设计的含水量，用保鲜膜封口，并在保鲜膜上扎2~3个小孔以保持适度透气，置于25 ℃的培养箱中进行培养，培养期间每2~3 d用称重法补充瓶内水分，破坏性取样，依次于培养的0 d、3 d、7 d、14 d、28 d、49 d从恒温箱中取出塑料烧杯，每个土样称取5 g鲜土，加入2 mol·L$^{-1}$的氯化钾溶液50 mL，在摇床上震荡1 h后浸提，吸取20 mL浸提液于消煮管中，加入0.5 g氧化镁，经凯式定氮装置蒸馏，5 mL浓度为20 g·L$^{-1}$的硼酸吸收后，用0.005 mol·L$^{-1}$的硫酸溶液反滴定馏出液，测定土

表1　样地基本情况

Tab. 1　Basic situation of plot

| 退化程度 | 植被盖度/% | 优势种组成 | 生物量/(g·m$^{-2}$) | 基本情况 |
|---|---|---|---|---|
| 未退化（UD） | 96.25±5.32 | 蕨麻（*Potentilla anserina*）、散穗早熟禾（*Poa subfastigiata*） | 355.90±174.64 | 湿地植物是主要物种，其凋落物和根系较多，季节性水较浅，地下水位在20~40 cm。 |
| 轻度退化（LD） | 86.34±7.36 | 甘肃蒿草（*Kobresia kansuensis*）、棘豆（*Oxytropis*） | 293.02±143.93 | 湿地植物是主要的伴生物种。裸露的土壤表面积为5%~10%，无积水。地下水位为40~70 cm。 |
| 中度退化（MD） | 45.33±13.34 | 问荆（*Equisetum arvense*）、矮生嵩草（*Kobresia humilis*） | 185.73±134.90 | 湿地植物是常见的伴生物种或偶发物种，并且会出现一些有毒的杂草。裸露的土壤表面积为10%~30%，无积水。地下水位低于70 cm。 |
| 重度退化（HD） | <1 | 由于严重退化，只有零星的植被，暴露的表面积超过90% | | 严重退化，地表几乎没有植物生长，地表有轻微风蚀。 |

表2　土壤的基本理化性质

Tab. 2　Basic physical and chemical properties of soil

| 退化程度 | pH | 容重/(g·cm$^{-3}$) | 有机质/(g·kg$^{-1}$) | 全氮/(g·kg$^{-1}$) | 全磷/(g·kg$^{-1}$) | 全钾/(g·kg$^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 未退化（UD） | 7.92±0.04 | 0.36±0.01 | 65.82±13.64 | 2.13±1.01 | 1.48±0.51 | 6.03±0.41 |
| 轻度退化（LD） | 7.79±0.06 | 0.39±0.02 | 65.45±9.67 | 1.88±0.66 | 1.29±0.30 | 6.02±0.44 |
| 中度退化（MD） | 7.77±0.08 | 0.61±0.05 | 54.39±10.66 | 1.64±0.92 | 1.17±0.08 | 5.74±0.26 |
| 重度退化（HD） | 7.76±0.06 | 0.56±0.03 | 53.63±10.66 | 1.63±0.63 | 1.15±0.22 | 5.58±0.42 |

表3 土壤含水量

Tab. 3 Soil moisture content

| 退化程度 | 土壤含水量/% |
|---|---|
| 未退化(UD) | 96.68 |
| 轻度退化(LD) | 49.78 |
| 中度退化(MD) | 32.64 |
| 重度退化(HD) | 21.56 |

壤铵态氮含量[24],然后在蒸馏完的溶液中先加入1 mL氨基磺酸,手摇消煮管5 min,再加入0.5 g代氏合金粉,测定土壤硝态氮含量。

### 1.3 土壤氮矿化量及其矿化速率计算

土壤累计氮矿化量等于整个培养时间内每次取样的净氮矿化量之和($mg\cdot kg^{-1}$)[25],土壤净氮矿化量为培养前后矿化态氮之差($mg\cdot kg^{-1}$),土壤氮矿(氨、硝)化速率($mg\cdot kg^{-1}\cdot d^{-1}$)计算公式如下[2]:

$$\Delta t_i = t_{i+1} - t_i \quad (1)$$

$$\Delta c\left(NH_4^+ - N\right)_i = c\left(NH_4^+ - N\right)_{i+1} - c\left(NH_4^+ - N\right)_i \quad (2)$$

$$\Delta c\left(NO_3^- - N\right)_i = c\left(NO_3^- - N\right)_{i+1} - c\left(NO_3^- - N\right)_i \quad (3)$$

$$\Delta N_{Ramm} = \frac{\Delta c\left(NH_4^+ - N\right)_i}{\Delta t_i} \quad (4)$$

$$\Delta N_{Rnit} = \frac{\Delta c\left(NO_3^- - N\right)_i}{\Delta t_i} \quad (5)$$

$$\Delta N_{Rmin} = \frac{\Delta c\left(NH_4^+ - N\right) + \Delta c\left(NO_3^- - N\right)_i}{\Delta t_i} \quad (6)$$

式中:$\Delta t_i$表示时间间隔;$\Delta c\left(NH_4^+ - N\right)$表示铵态氮的变化量($mg\cdot kg^{-1}$);$\Delta c\left(NH_4^+ - N\right)_{i+1}$表示培养后的铵态氮含量($mg\cdot kg^{-1}$);$c\left(NH_4^+ - N\right)_i$表示培养前的铵态氮含量($mg\cdot kg^{-1}$);$\Delta c\left(NO_3^- - N\right)_i$表示硝态氮的变化量($mg\cdot kg^{-1}$);$c\left(NO_3^- - N\right)_{i+1}$表示培养后的硝态氮含量($mg\cdot kg^{-1}$);$c\left(NO_3^- - N\right)_i$表示培养前的硝态氮含量($mg\cdot kg^{-1}$);$\Delta N_{Ramm}$表示氨化速率($mg\cdot kg^{-1}\cdot d^{-1}$);$\Delta N_{Rnit}$表示硝化速率($mg\cdot kg^{-1}\cdot d^{-1}$);$\Delta N_{Rmin}$表示净氮矿化速率($mg\cdot kg^{-1}\cdot d^{-1}$)。

### 1.4 数据分析

采用Excel 2010绘图,用SPSS 25.0软件进行数据统计分析。采用单因素方差分析(One-Way ANOVA)及多重比较法(LSD)分析湿地不同退化程度各变量的差异显著性($P<0.05$)。采用双因素方差分析(Two-Way ANOVA)分析比较湿地退化程度、水分及二者的交互作用。

## 2 结果与分析

### 2.1 水分对不同退化程度湿地土壤氨化速率的影响

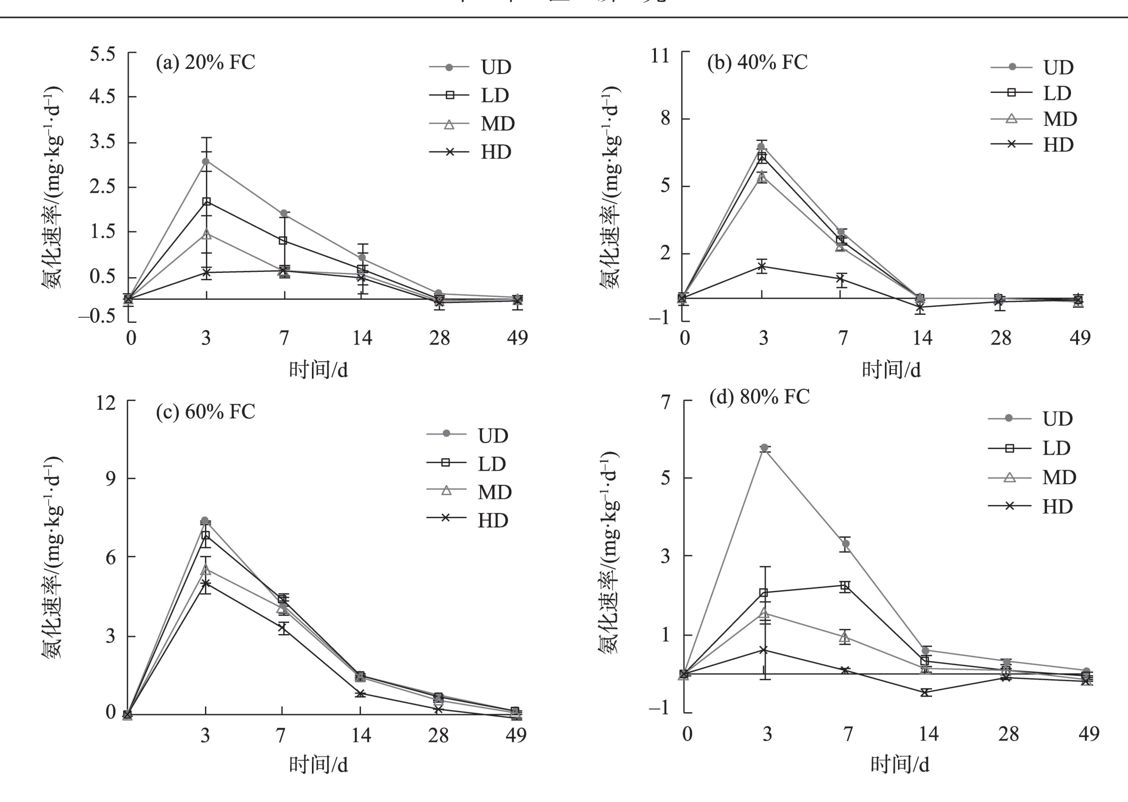
在培养期内,随着时间的延长,4种退化程度土壤氨化速率均呈先增加后减小的趋势。各处理均在培养第3~7 d达到峰值,随着培养时间的增加逐渐下降,其中,80% FC条件下LD在7~14 d下降速率最快,而其他各退化程度在3~14 d下降速率最快,14 d后趋于稳定(图1)。从退化程度来看,第3 d各退化程度土壤氨化速率差异显著,表现为UD>LD>MD>HD($P<0.05$),14 d后差异不显著($P>0.05$)。

各退化程度的土壤氨化速率随水分程度增加呈先增大后减小趋势,除LD在80% FC条件下峰值出现在7 d(2.25 $mg\cdot kg^{-1}\cdot d^{-1}$),其他各处理均在第3 d差异达到显著水平($P<0.05$)。培养3 d,60% FC条件下UD、LD、MD、HD土壤氨化速率较20% FC分别增加了59%、68%、74%、88%,较40% FC分别增加了9%、8%、3%、71%,较80% FC分别增加了22%、70%、72%、88%;培养3~14 d,土壤氨化速率迅速下降,14 d后趋于稳定,且差异性不显著($P>0.05$)。

### 2.2 水分变化对不同湿地退化阶段土壤硝化速率的影响

在培养期内,随着时间的延长,4种退化程度土壤硝化速率均呈先增加后减小的趋势。各处理均在培养第3~7 d达到峰值,随着培养时间的延长逐渐下降并趋于稳定(图2)。从退化程度来看,第3~7 d各退化程度土壤硝化速率差异显著,14 d后差异不显著($P>0.05$)。各水分条件下,土壤硝化速率均值大小顺序为HD>MD>LD>UD,20% FC条件下,HD与UD差异显著($P<0.05$),与LD、MD差异不显著($P>0.05$);40% FC条件下,HD与UD、LD、MD差异显著($P<0.05$);60% FC条件下,HD与UD、LD差异显著($P<0.05$),与MD差异不显著($P>0.05$);80% FC条件下,HD与UD、MD差异不显著($P>0.05$),与LD差异显著($P<0.05$)。

各退化程度土壤硝化速率整体表现为随水分梯度增加而呈先增大后减小趋势,培养0~3 d,土壤硝化速率逐渐增大,培养7 d后则迅速下降,14 d后趋于稳定,且差异性不显著($P>0.05$)。培养0~49 d,UD、LD土壤硝化速率均值在60% FC条件下最大,




注：UD表示未退化，LD表示轻度退化，MD表示中度退化，HD表示重度退化。下同。

图1 湿地不同退化程度土壤氨化速率

Fig. 1 Soil ammonification rate under different degradation gradients of wetland

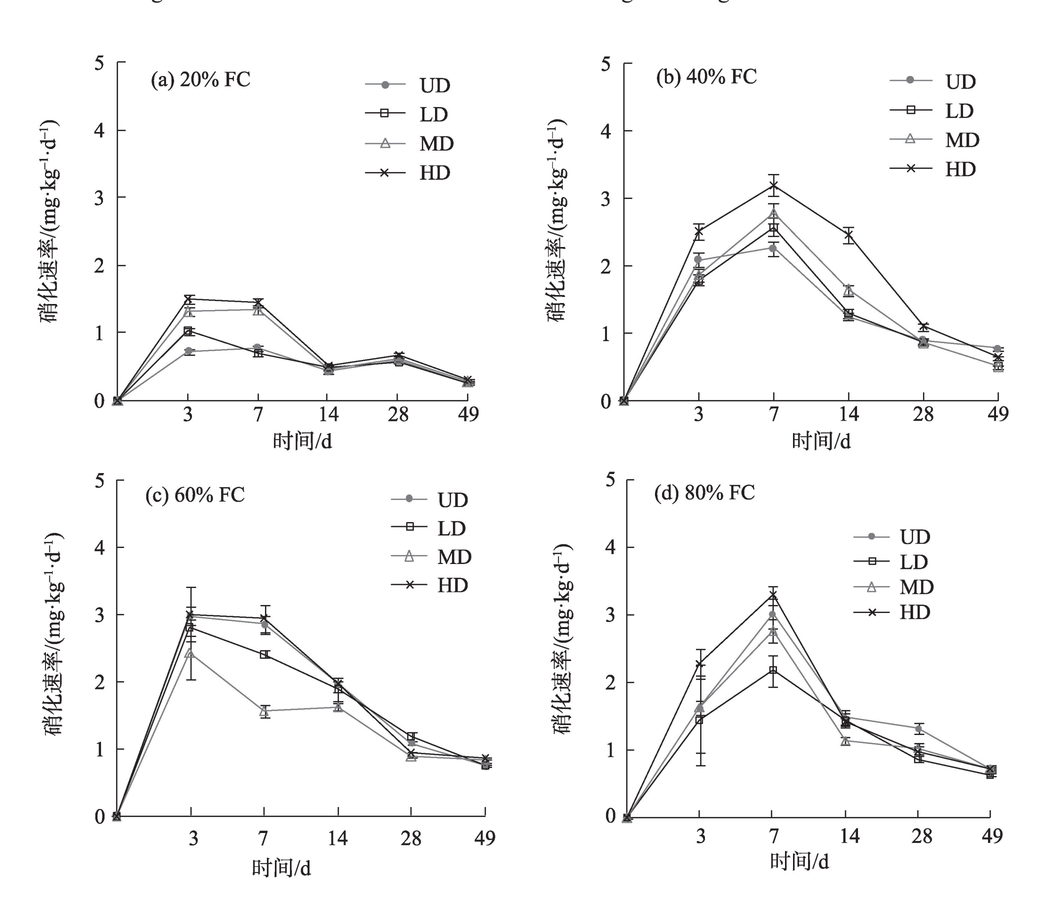



图2 湿地不同退化程度下土壤硝化速率

Fig. 2 Soil nitrification rate under different degradation gradients of wetland

较20% FC分别增加了71%、67%,较40% FC分别增加了25%、22%,较80% FC分别增加了15%、27%,而MD、HD土壤硝化速率均值在40% FC条件下最大,较20% FC分别增加了48%、55%,较60% FC分别增加了4%、2%,较80% FC分别增加了4%、12%。

**2.3　水分变化对不同湿地退化阶段土壤净氮矿化速率的影响**

在培养期内,随着时间的延长,4种退化程度土壤净氮矿化速率均呈先增加后减小的趋势。各处理均在培养第3~7 d达到峰值,随后随着培养时间的增加逐渐下降,其中,各退化程度土壤净氮矿化速率在3~14 d下降最快,14 d后趋于稳定(图3)。从退化程度来看,各水分条件下,土壤净氮矿化速率均表现为UD>LD>MD>HD。

各退化程度的土壤净氮矿化速率随水分增加而呈先增大后减小趋势,除LD、MD和HD在80% FC条件下,HD在40% FC条件下峰值出现在7 d外,其他各处理均在第3 d差异达到显著水平($P$<0.05)。培养3 d,土壤净氮矿化速率逐渐增大,培养7 d后则迅速下降,14 d后趋于稳定,且差异性不显著($P$>0.05)。培养0~49 d,60% FC条件下UD、LD、MD、HD土壤净氮矿化速率均值较20% FC分别增加了63%、68%、66%、68%,较40% FC分别增加了29%、30%、23%、36%,较80% FC分别增加了23%、50%、48%、55%。

**2.4　水分变化对不同退化程度湿地土壤净氮矿化量的影响**

通过计算0~3 d、0~7 d、0~28 d、0~49 d 4个时间段内的土壤净氮矿化量(图4),各退化程度土壤净氮矿化量在4个水分条件下均随培养时间的延长呈先增大后减小趋势。4个时间段内,UD、LD、MD、HD 4个退化程度土壤净氮矿化量随水分变化整体表现为60% FC>40% FC>80% FC>20% FC。

0~3 d土壤净氮矿化量变化范围为6.22~31.20 mg·kg$^{-1}$,其中最大值出现在UD条件下(11.37~31.20 mg·kg$^{-1}$),最小值出现在HD条件下(6.22~24.07 mg·kg$^{-1}$)。0~7 d土壤净氮矿化量的变化范围为13.69~49.34 mg·kg$^{-1}$,最大值为UD(18.70~49.34

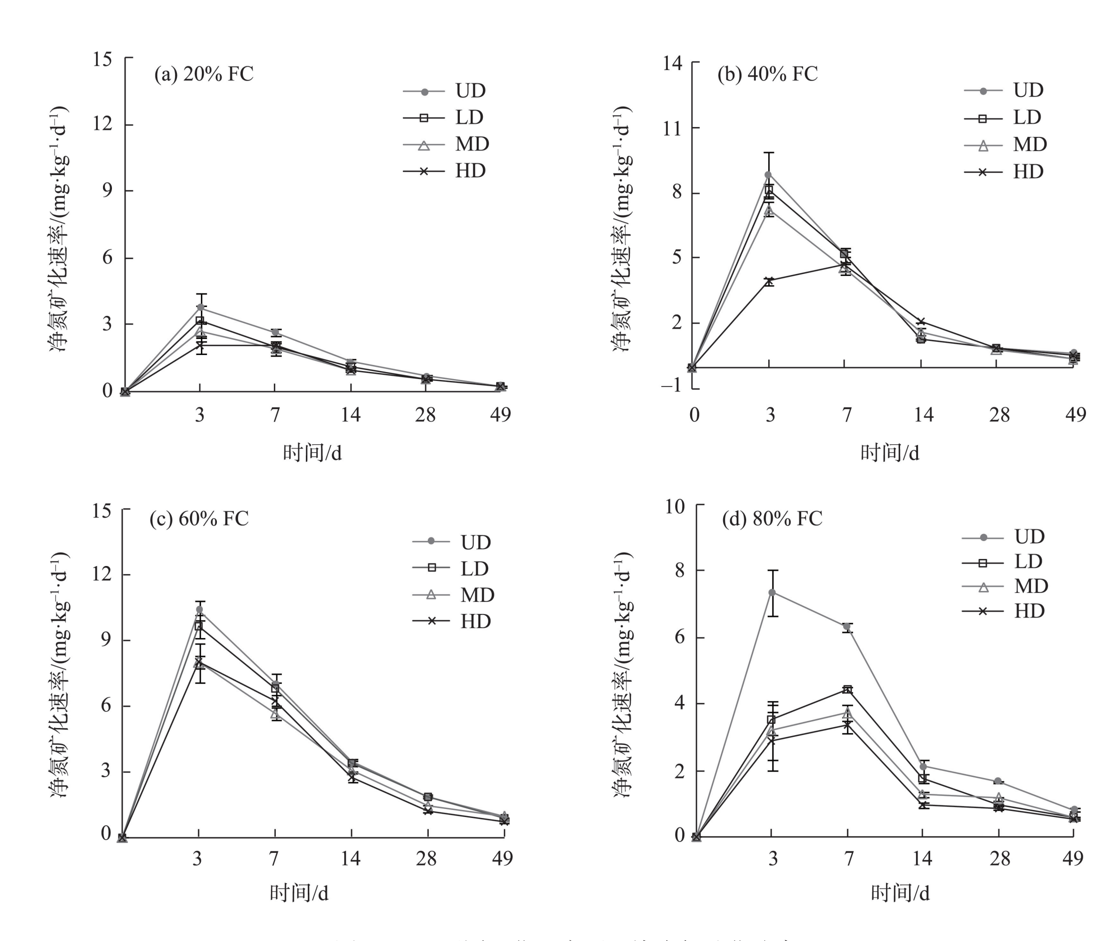
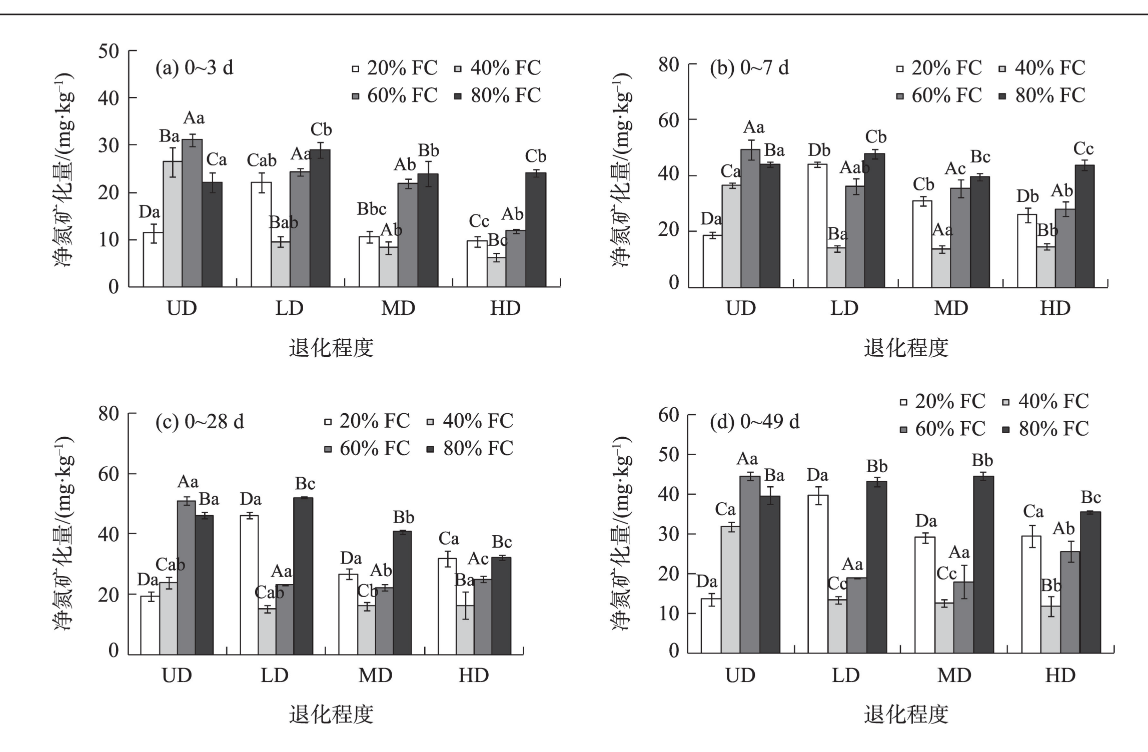



图3　湿地不同退化程度下土壤净氮矿化速率

Fig. 3　Soil net nitrogen mineralization rate under different degradation gradients of wetland




注:大写字母表示水分之间的差异性($P$<0.05),小写字母表示退化程度之间的差异性($P$<0.05)。20% FC表示20%田间持水量,40% FC表示40%田间持水量,60% FC表示60%田间持水量,80% FC表示80%田间持水量。下同。

图4 湿地不同退化程度、水分条件下土壤净氮矿化量

Fig. 4 Soil net nitrogen mineralization under different degradation gradients and moisture conditions of wetlands

表4 湿地退化程度和水分交互作用下氮矿化方差分析

**Tab. 4 Variance analysis of nitrogen mineralization under the interaction of wetland degradation degree and water**

| 因变量 | 变异来源 | 自由度 | 均方 | $F$值 | $P$值 |
|---|---|---|---|---|---|
| 氨化速率 | 水分 | 3 | 5.030 | 588.637 | <0.01 |
| | 退化程度 | 3 | 2.807 | 328.521 | <0.01 |
| | 水分×退化程度 | 9 | 0.188 | 22.035 | <0.01 |
| 硝化速率 | 水分 | 3 | 2.086 | 196.784 | <0.01 |
| | 退化程度 | 3 | 0.182 | 17.193 | <0.01 |
| | 水分×退化程度 | 9 | 0.045 | 4.236 | <0.01 |
| 净氮矿化速率 | 水分 | 3 | 3.097 | 80.048 | <0.01 |
| | 退化程度 | 3 | 0.102 | 2.641 | >0.05 |
| | 水分×退化程度 | 9 | 0.339 | 8.750 | <0.01 |
| 净氮矿化量 | 水分 | 3 | 1435.748 | 1120.378 | <0.01 |
| | 退化程度 | 3 | 164.561 | 128.414 | <0.01 |
| | 水分×退化程度 | 9 | 28.914 | 22.563 | <0.01 |

mg·kg$^{-1}$),最小值为MD(13.69~39.66 mg·kg$^{-1}$)。0~28 d土壤净氮矿化量变化范围为15.35~52.21 mg·kg$^{-1}$,其中,LD在60% FC条件下最大(52.21 mg·kg$^{-1}$),在20% FC条件下最小(15.35 mg·kg$^{-1}$)。0~49 d土壤净氮矿化量变化范围为12.58~44.63 mg·kg$^{-1}$,MD在60% FC最大(12.58 mg·kg$^{-1}$),在20% FC最小(44.63 mg·kg$^{-1}$)。培养0~49 d,土壤净氮矿化量均值变化范围为12.59~44.94 mg·kg$^{-1}$,最大值为UD(16.37~44.94 mg·kg$^{-1}$),最小值为HD(12.59~34.91 mg·kg$^{-1}$)。

双因素方差分析结果显示,水分、退化程度、水分和退化程度的交互作用对土壤氨化速率、硝化速率、净氮矿化量影响显著($P$<0.01)(表4)。退化程度对土壤净氮矿化速率影响不显著($P$>0.05),水分、

退化程度与水分的交互作用对土壤净氮矿化速率影响显著($P$<0.01)。

### 2.5　水分变化对不同退化程度湿地土壤累计氮矿化量的影响

由图5可知，随着培养时间的增加，不同退化阶段土壤累计氮矿化量逐渐增大。在相同培养时间下，同一退化程度土壤累计氮矿化量随水分的增加呈先增加后减小趋势，4个水分条件间差异性显著($P$<0.05)，且LD、MD、HD土壤累计氮矿化量随水分变化整体表现为60% FC>40% FC>80% FC>20% FC，而UD阶段土壤累计氮矿化量在各培养时间下整体表现为60% FC>80% FC>40% FC>20% FC。从退化程度来看，当水分条件相同时，各培养时间内土壤累计氮矿化量随退化程度的增加逐渐减小。

## 3　讨　论

### 3.1　土壤氮矿化过程随培养时间的变化

本研究发现各退化程度间矿化作用均呈前期强，后期弱，这与田冬等[11]的研究结果相似，主要原因可能是在培养前期土壤中活性有机质数量多，这为微生物的生存提供了充足的土壤底物，当水分含量适宜时，微生物活性变强，对氮矿化过程起到促进作用，致使前期矿化快，氮矿化速率大，而随着培养时间的延长，土壤底物减少，营养物质的供应程度减弱，对微生物的活动起到限制作用，氮矿化速率逐渐下降[26]。

### 3.2　水分对土壤氮矿化过程的影响

水分条件能够改变土壤的通气状况，影响土壤中可溶性底物的扩散，改变微生物群落结构及活性，进而影响到土壤氮素矿化过程中的氨化作用、硝化作用和反硝化作用[27]。本研究结果发现，在一定的水分条件内，4种退化程度土壤净氮矿化量和净氮矿化速率均随水分的增加而增大，当土壤含水量为60% FC时达到最大值，之后又随土壤含水量的增加而降低。这与桂慧颖等[28]的研究结果一致，可能原因是在适宜的水分条件内，提高土壤水分含

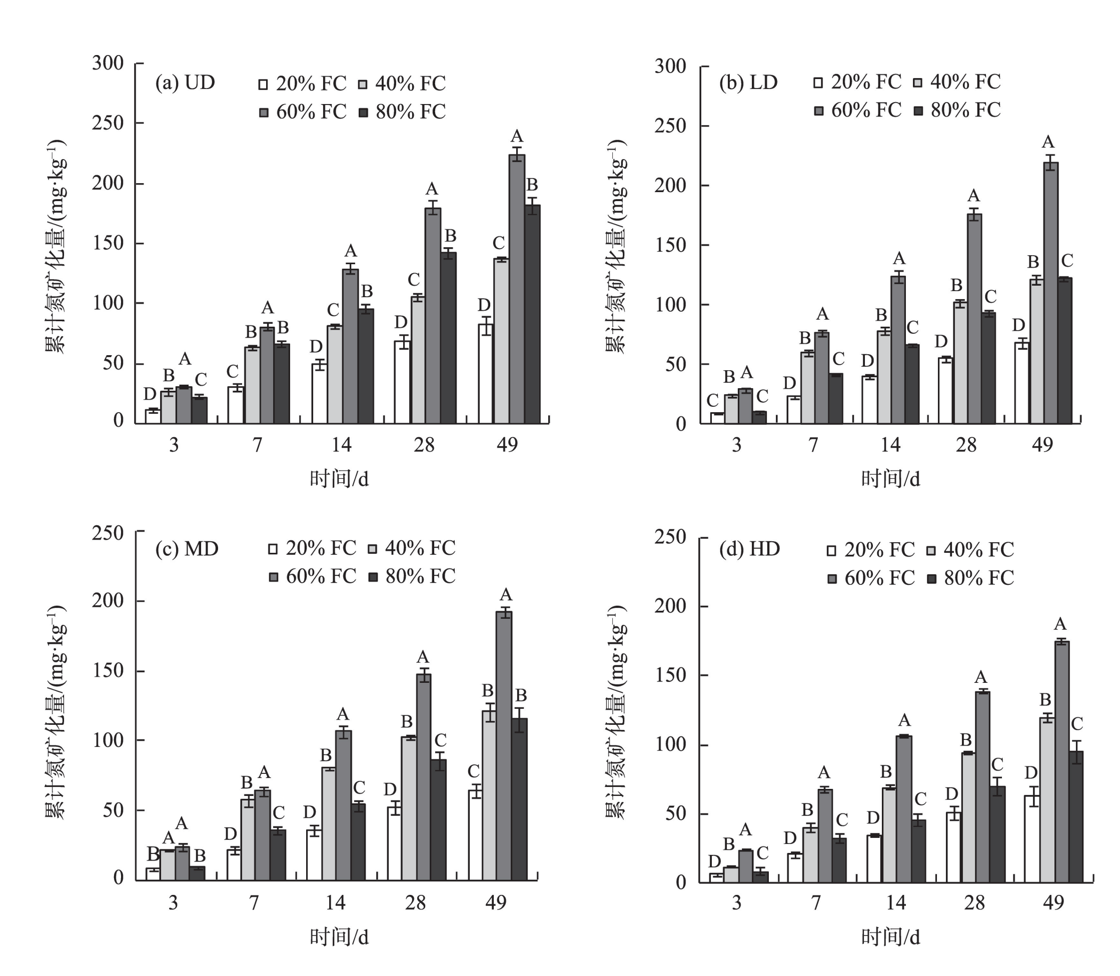



图5　湿地不同退化程度、水分条件下土壤累计氮矿化量

Fig. 5　Soil cumulative nitrogen mineralization under different degradation degrees and moisture conditions of wetlands

量有利于土壤养分的释放,更利于参与矿化与硝化作用的微生物生存和繁殖,促进氮矿化过程的进行,而当水分增加到一定值后则降低了土壤中的氧气含量,土壤透气性降低,致使微生物的数量和活性下降,此时 $NH_4^+$-N的固持大于硝化作用[29],同时反硝化菌的活性增强,硝态氮在反硝化菌的作用下转化为 $N_2O$ 和 $N_2$,抑制了硝化过程,进而使氮矿化量和氮矿化速率减弱[29]。因此,调节适宜的土壤含水量有利于提高土壤的供氮水平。

### 3.3 不同退化水平对土壤氮矿化过程的影响

不同退化水平对土壤氮矿化的影响不同。本研究发现,各水分条件下,土壤硝化速率均值均表现为重度退化梯度最大。这与Roux等[30]的研究结果一致,一方面可能是当湿地退化程度超过一定的阈值后,地上生物量减少,会减少植物对土壤中 $NH_4^+$ 的吸收,有利于硝化微生物从土壤中获取氮素,从而增强硝化过程[31],使重度退化程度土壤硝化速率逐渐增大;另一方面,高原鼠类对重度退化程度土壤的危害使样地土层分布发生变化,增强了土壤的透气性,铵态氮更容易转化为硝态氮,促进了硝化过程的进行,增加了重度退化程度土壤硝化速率[23]。本研究还发现,各水分条件下土壤净氮矿化量均随着湿地退化程度的增加而减小。这与Liu等[32]、Chen等[33]、Xu等[34]的研究结果存在一定差异,可能是由于未退化湿地的植物相对丰富,植物茎叶的存在为微生物活动提供了丰富的有机物质[35],在微生物的作用下快速分解,能够控制土壤有机质的调节和激发效应,提高土壤养分的利用率,在适度的水分下,能够使土壤肥力保持长期的高效利用,从而加快了土壤的氮矿化过程[36],但随着湿地退化程度的增加,植被破坏严重,凋落物数量减少,可供微生物利用的氮源减少,微生物需要从土壤中吸收更多的无机氮来满足自身生长需要,从而促进了氮同化并导致氨化细菌的活性减弱,铵态氮含量降低,氨化速率减小,进而使氮矿化量和矿化速率下降[37],而重度退化程度湿地由于动物的翻拱活动改变了土层分布,增加了土壤水分蒸发,从而导致重度退化程度湿地土壤含水率降低,土壤透气性增强[38],铵态氮在硝化微生物作用下转化为硝态氮,促进了硝化过程,增加了重度退化湿地土壤的土壤硝化速率[23]。

本试验主要采用室内培养法测定,排除了外界因素的影响,较准确的了解土壤氮矿化过程对水分的响应情况。研究发现在20% FC~60% FC水分范围内,水分提高促进了土壤氮矿化速率,而水分高于60% FC时,增加水分则抑制了氮矿化过程。重度退化程度湿地土壤含水量为21.56%,而水分高于60% FC时降低了土壤氮矿化速率,因此,需采取筑坝拦水等适宜措施,提高已退化湿地的土壤水分,恢复湿地生态系统功能,此研究结果有助于为高寒湿地通过优化水分管理措施来调控土壤氮素转化过程提供理论依据。同时,湿地退化抑制了土壤氮矿化过程,因此,对已退化湿地急需采取草场改良、围栏、禁牧等措施来恢复湿地,也是提高土壤中的氮素利用率、减少氮素损失的途径之一。

## 4 结 论

(1) 在各水分条件下,4个退化程度土壤氨化速率、硝化速率、净氮矿化速率均随培养时间的延长呈先增大后减小趋势,各处理均在培养第3~7 d达到显著水平,7 d后快速下降,14 d后趋于稳定,且各退化程度土壤氨化速率、硝化速率、净氮矿化速率差异不显著($P>0.05$)。

(2) 4个退化水平土壤净氮矿化速率和净氮矿化量均值随水分增加呈先增大后减小的趋势,因此,在适宜的水分范围内,增加水分对不同退化程度土壤氮矿化过程具有促进作用,但水分超过一定范围(>60% FC)则对氮矿化过程具有抑制作用。

(3) 同一水分条件下土壤氨化速率均值随湿地退化程度的增加而减小,土壤硝化速率均值随湿地退化程度的增加而增加,土壤净氮矿化量均值和净氮矿化速率均值与氨化速率变化趋势一致。

**参考文献(References):**

[1] Nacry P, Eléonore Bouguyon, Gojon A. Nitrogen acquisition by roots: Physiological and developmental mechanisms ensuring plant adaptation to a fluctuating resource[J]. Plant and Soil, 2013, 370(1-2): 1-29.

[2] 任雨佳, 刘夏琳, 王惠玲, 等. 北方农牧交错带赖草草地土壤氮矿化对不同放牧强度的响应[J]. 草地学报, 2020, 28(2): 328-337. [Ren Yujia, Liu Xialin, Wang Huiling, et al. Response of soil net Nitrogen mineralization Rates to different grazing intensities in Leymus secalinus communities of the Agro-pastoral Ecotone of Northern China[J]. Acta Grasslanda, 2020, 28(2): 328-337. ]

[3] Lang M, Cai Z C, Mary B, et al. Land-use type and temperature affect gross nitrogen transformation rates in Chinese and Canadian soils[J]. Plant and Soil, 2010, 334(1-2): 377-389.

[4] Xu Y, Li L, Wang Q, et al. The pattern between nitrogen mineralization and grazing intensities in an Inner Mongolian typical steppe[J]. Plant and Soil, 2007, 300(1-2): 289-300.

[5] 杨小红, 董云社, 齐玉春, 等. 锡林河流域羊草草原暗栗钙土矿质氮动态变化[J]. 地理研究, 2005, 24(3): 387-393. [Yang Xiaohong, Dong Yunshe, Qi Yuchun, et al. Mineral nitrogen dynamics in dark chestnut soil of *Leymus chinensis* grassland in the Xilin River Basin, China[J]. Geographical Research, 2005, 24(3): 387-393. ]

[6] 韩大勇, 杨永兴, 杨杨, 等. 放牧干扰下若尔盖高原沼泽湿地植被种类组成及演替模式[J]. 生态学报, 2011, 31(20): 5946-5955. [Han Dayong, Yang Yongxing, Yang Yang, et al. Species composition and succession of swamp vegetation along grazing gradients in the Zoige Plateau, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(20): 5946-5955. ]

[7] 祁正超, 常佩静, 李永善, 等. 放牧对荒漠灌丛草地土壤团聚体组成及其稳定性的影响[J]. 干旱区研究, 2021, 38(1): 87-94. [Qi Zhengchao, Chang Peijing, Li Yongshan, et al. Effects of grazing intensity on soil aggregates composition, stability, and C/N in desert shrubland[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(1): 87-94. ]

[8] 范桥发, 肖德荣, 田昆, 等. 不同放牧对滇西北高原典型湿地土壤碳、氮空间分布的差异影响[J]. 土壤通报, 2014, 45(5): 1151-1156. [Fan Qiaofa, Xiao Derong, Tian Kun, et al. Effect of grazing on carbon and nitrogen reserve of typical plateau wetland in Northwestern Yunnan[J]. Soil Bulletin, 2014, 45(5): 1151-1156. ]

[9] Mou X J, Sun Z G, Wang L L, et al. Nitrogen cycle of a typical *Suaeda salsa* marsh ecosystem in the Yellow River estuary[J]. Journal of Environmental Sciences, 2011, 23(6): 958-967.

[10] Hu R, Wang X P, Pan Y X, et al. The response mechanisms of soil N mineralization under biological soil crusts to temperature and moisture in temperate desert regions[J]. European Journal of Soil Biology, 2014, 62(66-73): 66-73.

[11] 田冬, 高明, 徐畅. 土壤水分和氮添加对3种质地紫色土氮矿化及土壤pH的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(1): 255-261. [Tian Dong, Gao Ming, Xu Chang. Effects of soil moisture and nitrogen addition on nitrogen mineralization and soil pH in purple soil of three different textures[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2016, 30(1): 255-261. ]

[12] Stanford G, Smith S J. Nitrogen mineralization potentials of soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 1972, 36: 465-472.

[13] 马维伟, 王跃思, 李广, 等. 尕海湿地植被退化过程中植被——土壤系统有机碳储量变化特征[J]. 应用生态学报, 2018, 29(12): 3900-3906. [Ma Weiwei, Wang Yuesi, Li Guang, et al. Variations of organic carbon storage in vegetation-soil systems during vegetation degradation in the Gahai Wetland, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(12): 3900-3906. ]

[14] 马维伟, 王辉, 李广, 等. 甘南尕海湿地退化过程中植被生物量变化及其季节动态[J]. 生态学报, 2017, 37(15): 5091-5101. [Ma Weiwei, Wang Hui, Li Guang, et al. Changes in plant biomass and its seasonal dynamics during degradation succession in the Gahai Wetland[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(15): 5091-5101. ]

[15] 隽英华, 田路路, 刘艳, 等. 农田黑土氮素转化特征对冻融作用的响应[J]. 中国土壤与肥料, 2019, 56(6): 38-43. [Juan Yinghua, Tian Lulu, Liu Yan, et al. Response of nitrogen transformation characteristics to freezing thawing cycles in the farmland black soil [J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2019, 56(6): 38-43. ]

[16] 李平, 郎漫, 魏玮. 不同施氮量对林地和农田黑土净氮转化速率的影响[J]. 土壤通报, 2020, 51(3): 694-701. [Li Ping, Lang Man, Wei Wei. Effects of nitrogen application amounts on net nitrogen transformation rates in forest and agricultural black soils[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2020, 51(3): 694-701. ]

[17] 胡仲豪, 常顺利, 张毓涛, 等. 天山林区不同类型群落土壤氮素对冻融过程的动态响应[J]. 生态学报, 2019, 39(2): 571-579. [Hu Zhonghao, Chang Shunli, Zhang Yutao, et al. Dynamic response of soil nitrogen to freeze-thaw processes in different cenotypes in the forests of the Tianshan Mountains[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(2): 571-579. ]

[18] 孔涛, 张莹, 雷泽勇, 等. 沙地樟子松人工林土壤氮矿化特征[J]. 干旱区研究, 2019, 36(2): 296-306. [Kong Tao, Zhang Ying, Lei Zeyong, et al. Soil nitrogen mineralization under *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation on sandy soil[J]. Arid Zone Research, 2019, 36(2): 296-306. ]

[19] 李阳, 徐小惠, 孙伟, 等. 不同形态和水平的氮添加对内蒙古草甸草原土壤净氮矿化潜力的影响[J]. 植物生态学报, 2019, 43(2): 174-184. [Li Yang, Xu Xiaohui, Sun Wei, et al. Effects of different forms and levels of N additions on soil potential net N mineralization rate in meadow steppe, Inner Mongolia, China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2019, 43(2): 174-184. ]

[20] 朱志成, 黄银, 许丰伟, 等. 降雨强度和时间频次对内蒙古典型草原土壤氮矿化的影响[J]. 植物生态学报, 2017, 41(9): 938-952. [Zhu Zhicheng, Huang Yin, Xu Fengwei, et al. Effects of precipitation intensity and temporal pattern on soil nitrogen mineralization in a typical steppe of Inner Mongolia grassland[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2017, 41(9): 938-952. ]

[21] 赵琦齐, 沈玉娟, 李平, 等. 温度对太湖湖滨带不同水分梯度土壤氮矿化的影响[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2011, 35(6): 147-150. [Zhao Qiqi, Shen Yujuan, Li Ping, et al. Responses of soil nitrogen mineralization to temperature along soil moisture gradients in the riparian zone of Taihu Lake[J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Science Edition), 2011, 35(6): 147-150. ]

[22] Weiwei M, Alhassan A M, Yuesi W, et al. Greenhouse gas emissions as influenced by wetland vegetation degradation along a moisture gradient on the eastern Qinghai-Tibet Plateau of North-West China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2018, 112:

335–354.

[23] 徐国荣, 马维伟, 宋良翠, 等. 植被不同退化状态下尕海湿地土壤氮含量及酶活性特征[J]. 生态学报, 2020, 40(24): 8917–8927. [Xu Guorong, Ma Weiwei, Song Liangcui, et al. Characteristics of soil nitrogen content and enzyme activity in Gahai Wetland under different vegetation degradation conditions[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(24): 8917–8927. ]

[24] 王士超, 陈竹君, 周建斌, 等. 水分对不同栽培年限日光温室土壤氮矿化的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2019, 37(4): 124–131. [Wang Shichao, Chen Zhujun, Zhou Jianbin, et al. Effects of moisture on nitrogen mineralization in soils under solar greenhouses in different cultivation years[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2019, 37(4): 124–131. ]

[25] 雷文琪, 张自翔, 张红梅, 等. 氯化钾和氯化钠浸提对比检测土壤中铵态氮的研究[J]. 南方农机, 2019, 50(1): 43–65. [Lei Wenqi, Zhang Zixiang, Zhang Hongmei, et al. Comparative research on determination of ammonium nitrogen in soil which extracted by potassium chloride and sodium chloride[J]. China Southern Agricultural Machinery, 2019, 50(1): 43–65. ]

[26] 李银坤, 陈敏鹏, 梅旭荣, 等. 土壤水分和氮添加对华北平原高产农田有机碳矿化的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(14): 4037–4046. [Li Yinkun, Chen Minpeng, Mei Xurong, et al. Effects of soil moisture and nitrogen addition on organic carbon mineralization in a high-yield cropland soil of the North China Plain[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(14): 4037–4046. ]

[27] Agehara S, Warncke D D. Soil moisture and temperature effects on nitrogen release from organic nitrogen sources[J]. Soil Science Society of America Journal, 2005, 69(6): 1844–1855.

[28] 桂慧颖, 李雪江, 王景燕, 等. 温度和水分对华西雨屏区毛竹林土壤氮矿化的影响[J]. 四川农业大学学报, 2018, 36(6): 758–764. [Gui Huiying, Li Xuejiang, Wang Jingyan, et al. Effects of temperature and moisture on soil nitrogen mineralization of phyllostachys heterocycla plantation in the rainy area of western China [J]. Journal of Sichuan Agricultural University, 2018, 36(6): 758–764. ]

[29] Bernal S, Sabater F, Butturini A, et al. Factors limiting denitrification in a *Mediterranean riparian forest*[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(10): 2685–2688.

[30] Roux X, Bardy M, Loiseau P, et al. Stimulation of soil nitrification and denitrification by grazing in grasslands: Do changes in plant species composition matter?[J]. Oecologia, 2003, 137(3): 417–425.

[31] 王芳芳, 徐欢, 李婷, 等. 放牧对草地土壤氮素循环关键过程的影响与机制研究进展[J]. 应用生态学报, 2019, 30(10): 3277–3284. [Wang Fangfang, Xu Huan, Li Ting, et al. Effects and mechanisms of grazing on key processes of soil nitrogen cycling in grassland: A review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, 30 (10): 3277–3284. ]

[32] Liu T Z, Nan Z B, Hou F J. Grazing intensity effects on soil nitrogen mineralization in semi-arid grassland on the Loess Plateau of northern China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2011, 91 (1): 67–75.

[33] Chen D D, Sun D S, Zhang S H, et al. Soil N mineralization of an alpine meadow in eastern Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Acta Agrestia Sinica, 2011, 19(3): 420–424.

[34] Xu Y Q, Li L H, Wang Q B, et al. The pattern between nitrogen mineralization and grazing intensities in an Inner Mongolian typical steppe[J]. Plant and Soil, 2007, 300(1–2): 289–300.

[35] 马维伟, 孔同伟, 宋元君, 等. 尕海湿地植被退化过程中土壤有机碳矿化特征[J]. 水土保持学报, 2020, 34(3): 342–348. [Ma Weiwei, Kong Tongwei, Song Yuanjun, et al. Characteristics of soil organic carbon mineralization during vegetation degradation in the Gahai Wetland, China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2020, 34(3): 342–348. ]

[36] 马丽娜, 王喜明, 代万安, 等. 西藏高原日光温室菜地土壤碳、氮矿化特征研究[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(11): 1340–1349. [Ma Lina, Wang Ximing, Dai Wan'an, et al. Comparative analysis of carbon and nitrogen mineralization in soils under alpine meadow, farmland and greenhouse conditions in Tibet[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(11): 1340–1349. ]

[37] Khalil M I, Hossain M B, Schimidhalter U. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37 (8): 1507–1518.

[38] 王雪, 郭雪莲, 郑荣波, 等. 放牧对滇西北高原纳帕海沼泽化草甸湿地土壤氮转化的影响[J]. 生态学报, 2018, 38(7): 2308–2314. [Wang Xue, Guo Xuelian, Zheng Rongbo, et al. Effects of grazing on nitrogen transformation in swamp meadow wetland soils in Napahai of Northwest Yunnan[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(7): 2308–2314. ]

# Effect of water on nitrogen mineralization in degraded succession of Gahai Wetland

SONG Liangcui, MA Weiwei, LI Guang, LONG Yongchun, CHANG Wenhua

(College of Forestry, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, Gansu, China)

**Abstract:** Moisture is the main regulatory factor of nitrogen mineralization processes in wetland soils, where it also plays an important role in nitrogen circulation. Using Gannan Gahai wetland as study area, four degradation gradients (nondegraded, UD; slightly degraded, LD; moderately degraded, MD; and severely degraded, HD), and four field water holding capacity(20% FC, 40% FC, 60% FC and 80% FC)—were established, and the nitrogen mineralization characteristics of the wetland soil in the 0−10 cm soil layer were measured by aerobic incubation for 49 days. The results showed that (1) under various water conditions, the ammoniation, nitrification, and net nitrogen mineralization rates increased at first, and then decreased with the increase of incubation time. (2) With the increase in water content, the average value of soil net nitrogen mineralization initially increased and then it decreased; at 60% FC, the value in degraded soil was 34.91−44.94 mg·kg$^{-1}$, compared with 20% FC, 40% FC, and 80% FC, it was 22.31−30.29 mg·kg$^{-1}$、10.91−19.84 mg·kg$^{-1}$、8.57−19.50 mg·kg$^{-1}$, respectively. (3) The mean value of net nitrogen mineralization and its corresponding rate decreased with the increasing level of wetland degradation. An adequate amount of moisture favors soil nitrogen mineralization, while excessive moisture is unfavorable to this process and, at the same time, wetland degradation reduces it.

**Keywords:** nitrogen mineralization; soil moisture content; Gahai Wetland; moisture; degree of degradation





